第 37 卷第 11 期
2017 年 6 月
生　态　学　报
ACTA ECOLOGICA SINICA
Vol.37,No.11
Jun.,2017

DOI: 10.5846/stxb201604190737

宋一凡,郭中小,卢亚静,廖梓龙,徐晓民.一种基于 SWAT 模型的干旱牧区生态脆弱性评价方法——以艾布盖河流域为例.生态学报,2017,37(11):3805-3815.

Song Y F, Guo Z X, Lu Y J, Liao Z L, Xu X M.An ecological vulnerability evaluation method for arid pasturing areas based on the SWAT model: a case study in the Aibugai Basin.Acta Ecologica Sinica,2017,37(11):3805-3815.

一种基于 SWAT 模型的干旱牧区生态脆弱性评价方法
——以艾布盖河流域为例

宋一凡[1,2,*],郭中小[1],卢亚静[2],廖梓龙[1,2],徐晓民[1]

1 水利部牧区水利科学研究所, 呼和浩特　010020

2 中国水利水电科学研究院水资源研究所, 北京　100038

摘要:针对干旱牧区生态脆弱性特点,以 GIS 为平台,利用气象、土壤、土地利用、水资源开发利用等数据,结合 SWAT 模型模拟结果,建立了一种基于 SWAT 模型子流域划分的干旱牧区生态脆弱性评价体系,对西北干旱牧区艾布盖河流域 1990 年、2010 年生态脆弱性进行了评价。从评价结果可以看出,研究区北部及西部生态稳定性保持较好,生态脆弱等级下降主要发生在研究区的东南部,20 年间耕地扩张造成的草地被侵占及水资源过度开发利用是造成生态退化的主要原因。评价体系紧紧围绕干旱牧区"水-草-畜"关系设置评价指标,将观测数据与水文模型模拟相结合,统计数据与空间地类相联系,点面结合,能够较好的反映出研究区 20 年间生态脆弱程度变化趋势及主要问题。

关键词:干旱牧区;SWAT 模型;生态脆弱性;评价方法

An ecological vulnerability evaluation method for arid pasturing areas based on the SWAT model: a case study in the Aibugai Basin

SONG Yifan[1,2,*], GUO Zhongxiao[1], LU Yajing[2], LIAO Zilong[1,2], XU Xiaomin[1]

1 *Institute of Water Resources Science of Pasturing Area of the Ministry of Water Resources*, *Huhhot* 010020, *China*

2 *Water Resources Department*, *China Institute of Water Resources and Hydropower Research*, *Beijing* 100038, *China*

Abstract: Ecological vulnerability evaluation is a prerequisite to conducting ecological restoration. The common ecological vulnerability evaluation methods have some applicability problems in arid pasturing areas: 1) the evaluation indicators are numerous, and the data are usually difficult to obtain; 2) an administrative region, such as a city or a country, is often used as the evaluation unit, which is too large and lacks specific significance. Commonly used data, such as meteorological data, soil data, land-use data, and water resource development and utilization data, as well as the simulation results in the SWAT model, are used in this research to build an ecological vulnerability evaluation of arid pasturing areas based on the SWAT model. Ecological vulnerability of arid pasturing areas has been divided into ecological vulnerability of the natural ecosystem and ecological vulnerability of the human-nature coupling system. Drought index, vegetation coverage, soil bulk density, and evapotranspiration capacity of soil water are used to depict ecological vulnerability of natural ecosystem; evenness index, contagion index, ecological suitability index, and water utilization modulus are used to depict the human-nature coupling system. Firstly, the SWAT model has been used to divide sub-basins and hydrological simulations by the combination of observed data and simulated data, and the association of the statistic data with spatial land type. All

基金项目:国家自然科学基金项目(51579157);中央分成水资源费项目(1261430122054);中国水利水电科学研究院科研专项项目(MK2016J16)

收稿日期:2016-04-19;　　**网络出版日期**:2017-02-22

*通讯作者 Corresponding author.E-mail: songyf_90@163.com

indicators have been set based on GIS, linear piecewise membership functions have been adopted to calculate index values, and analytic hierarchy process (AHP) is adopted to determine the weighs of criteria layers and index layer. The ecological vulnerabilities of the research area are divided into five levels. This evaluation model was used in the Aibugai Basin (which is located in arid pasturing areas in Northwest China) to evaluate the change in ecological vulnerability caused by land-use variation between 1990 and 2010, and 17 sub-basins were divided according to demand. The results showed that, during a period of 20 years, both the entire research area and each sub-basin went through a CIEV (comprehensive index of ecological vulnerability) decrease to some degree. Sub-basin 9, 10, 11, 12, and 15 developed a moderate vulnerability level from a slight vulnerability level in 1990, and sub-basin 16 and17 have changed to a sever vulnerability level from a moderate vulnerability level in 1990. The CIEV of the entire research area decreased to 0.59 in 2010 from 0.70 in 1990. The northwestern part of the research area had better ecological stability, and the degradation in ecological vulnerability levels took place mainly in the agro-pastoral ecotone located in the southeast of the research area. With the expanding demands of grain and cattle, agricultural areas have gradually expanded northward in the past 20 years. Declines in grassland areas and overdeveloped water resources caused by farmland expansion were the main reasons that caused the ecological degradation in the research area. Closely tied to the relationship with water, grass and cattle in arid pasturing areas to establish indicators, this evaluation model effectively reflected the aggravation of ecological vulnerability caused by cropland expansion in the research area from 1990 to 2010.

Key Words: arid pasturing areas; SWAT; ecological vulnerability; evaluation method

生态脆弱性评价是了解区域或流域生态脆弱问题与合理开展生态修复的前提[1-3]。我国脆弱性研究开始于20世纪90年代[4],研究区域由最早的西南喀斯特典型脆弱区[5]逐渐扩展到北方农牧交错带[6]、南方丘陵区[7]、青藏高原区[8],近些年,西北干旱、半干旱牧区的生态脆弱性问题逐渐为人们所关注[9-10]。然而,目前常用的脆弱性研究方法在我国西北干旱牧区仍旧存在着一些适用性问题,我国西北干旱牧区植被类型单一,主要为草地,社会经济结构相对简单,以草地农牧业为主,工业化程度较低,这种情况下,过于庞杂的指标体系增加了数据获取与指标计算难度的同时,也在一定程度上降低了评价体系的针对性,此外,西北干旱牧区地广人稀,各类测站和统计资料支持能力较为有限,较常用的行政区域评价单元往往范围过大而缺乏局部指导意义。

综上所述,本文以西北干旱牧区艾布盖河流域为例,以GIS为平台,利用气象、土壤、土地利用、水资源开发利用等数据资料,结合SWAT分布式水文模型,建立了一种基于SWAT模型子流域划分的干旱牧区生态脆弱性评价体系。

1 评价体系构建方法

本文将干旱牧区生态脆弱性划分为自然生态系统脆弱性及人类-自然耦合系统脆弱性,其中自然生态系统反映了自然生态本底或基底;人类-自然耦合系统脆弱性反映了人类社会系统与自然系统间的相互作用,是人类活动对自然生态系统产生影响的体现。

1.1 基于SWAT模型的评价单元划分

SWAT(Soil and Water Assessment Tool)是一款具有很强物理机制的分布式水文模型,能够模拟多种土壤、土地利用和管理条件下的水文过程[11-12]。SWAT模型由SWRRB模型演化而来,吸收了SWRRB模型划分子流域的功能,能够基于DEM数据进行子流域划分,本文采用SWAT模型对干旱牧区艾布盖河流域进行水文模拟,并在水文模拟的基础上以子流域为评价单元建立了干旱牧区生态脆弱性评价体系。这种基于分布式水文模型子流域划分的评价方法在我国西北地区更具灵活性与适用性,主要优点如下:(1)每个子流域作为独立的产汇流单元具有近似的水文特征,在水文计算中更具合理性,便于进行流域综合规划管理;(2)子流域基于

DEM 数据生成，可根据需要在 SWAT 模型中通过设置子流域临界集水面积 CSA（Critical Source Area）调整其大小，更具灵活性；（3）在分布式的 SWAT 模型中，每个子流域单独进行水文过程计算，模拟结果可用于评价指标计算，以弥补西北干旱地区数据、资料匮乏的问题。

1.2　评价指标选取与计算方法

选取恰当的评价指标对“水-草-畜”关系进行合理刻画是干旱牧区生态脆弱性评价的关键，本评价体系选取能够反映气候特征的干旱指数，能够反映植被条件的植被盖度，能够反映土壤属性的土壤容重，以及能够反映天然植被生态需水情况的土壤水蒸散能力这 4 个指标对研究区自然生态系统脆弱性进行刻画。

人类活动通过改变下垫面对生态系统施以影响，土地利用变化是人类活动与自然生态系统相互作用最直观的体现，土地利用变化可以通过景观格局加以反映。此外，每种土地利用类型都承载了一定的生态功能价值和水量需求，使其在一个地区长久以来形成的自然环境中具有特定的适宜性和水资源脆弱性。本文选取能够反映景观格局变化的均匀度、蔓延度，能够反映土地利用类型生态价值功能和稳定性的生态适宜指数，以及反映水资源开发利用水平的水资源利用模数 4 个指标对人类-自然耦合系统脆弱性进行刻画（图 1）。

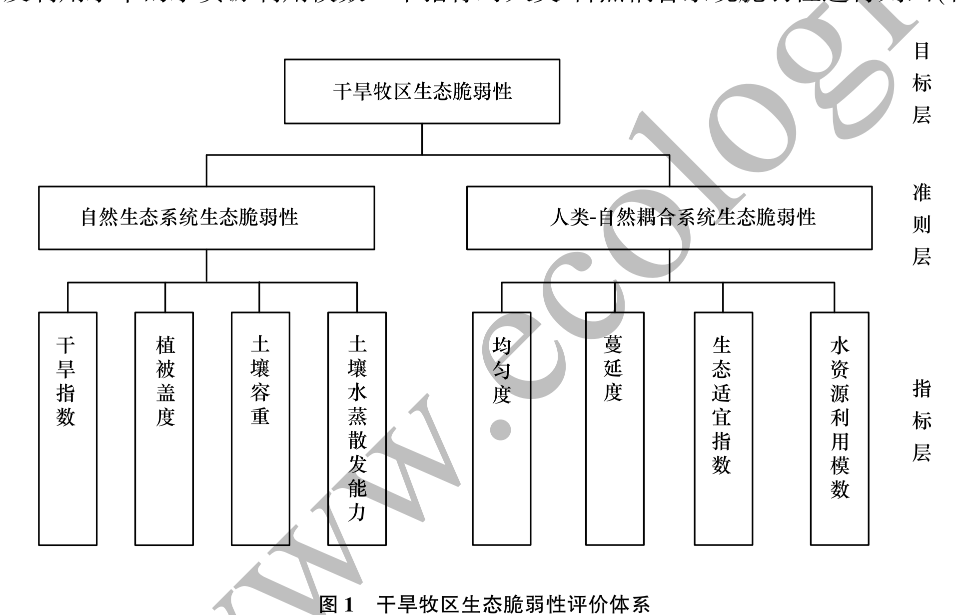


图 1　干旱牧区生态脆弱性评价体系

Fig.1　The evaluation system on ecological vulnerability of arid pasturing areas

1.2.1　自然生态系统脆弱性指标

干旱少雨的气候条件是导致我国西北干旱牧区生态脆弱的首要原因，干旱牧区降水具有极强的时空变异性，在强烈的蒸发作用下，降水的分布很大程度上决定了生态系统的脆弱性程度，因此，本评价体系采用干旱指数 DI_i 反映各子流域当年的干旱程度：

$$DI_i = \mathrm{PET}_i \div \mathrm{PRECIP}_i \tag{1}$$

式中，每个子流域的潜在蒸散量 PET_i 和降水量 PRECIP_i 可在 SWAT 模型计算结果中直接读出。

我国西北干旱牧区地带性植被多为旱生丛生草本植物，植被盖度常被用来进行草地退化程度判别，是干旱地区植被生长及分布情况的直观体现。本评价体系植被盖度指标计算先由遥感数据反演得到高中低盖度草地类型，再对每个子流域进行面积加权得到。

土壤尤其是根系层土壤作为“水-草”相互作用的重要介质，是生物、非生物间物质、能量交换最为活跃的场所，其属性优劣也是生态环境的综合反映[13]。土壤容重与土壤质地、级配、土壤颗粒密度、土壤有机质含量、孔隙度等因素有关，是土壤重要的物理参数之一。一般来讲，容重较小的土壤，结构疏松，级配良好，有机质含量高，有利于土壤通水通气。由于干旱牧区草本植被根系埋深较浅，多分布在 30 cm 以内，本评价体系中土壤容重指标采用 FAO 土壤数据中 0—30 cm 土壤层属性数据在每个子流域面积加权得到。

根系层土壤水是天然植被生态需水的直接来源,同时也为其返青阶段提供了必要的水源储备,在天然植被生长发育的各个过程中起着至关重要的作用[14]。在干旱牧区,大部分降水以土壤蒸发和植被蒸腾的形式消耗(实际蒸散量 ET),用以维系地带性植被生长[15],本评价体系采用土壤水蒸散发能力指标 SETC_i 反映各子流域土壤水分可维系天然植被蒸散发的能力:

$$\mathrm{SETC}_i = SW_i \div ET_i \tag{2}$$

式中,各子流域土壤水量 SW_i 和实际蒸散量 ET_i 可从 SWAT 模型计算结果中直接读出。

1.2.2 人类-自然耦合系统脆弱性指标

均匀度(SWE_i)是反映各种景观类型相对面积比重的指标[16],取值范围为 0—1,若各种景观类型面积比例差异越大,其值越趋近于 0;各类型面积比例越接近,越趋近于 1。其计算公式为:

$$\mathrm{SWE}_i = \frac{-\sum_{j=1}^{m} p_j \times \ln p_j}{\ln m} \tag{3}$$

式中,p_j 为第 j 种类型的景观在整个景观中所占的面积比例;m 为景观类型总数。鉴于我国西北干旱牧区景观类型以草地为主,其他景观类型面积远小于草地面积,则可认为均匀度越小,草地受人类活动影响越小,反之越大。该指标由每个子流域土地利用数据计算得出。

蔓延度(CONTAG)是反映景观斑块联通程度和延展趋势的一个指标,取值为 0—100,蔓延度越高,说明景观中的某一种优势斑块类型具有较好的连通性;反之,说明景观破碎化程度较高,景观格局继续变化的风险大。这一指标通过栅格分析计算,利用各子流域的土地利用栅格图在 FRAGSTATS 软件中计算得出。

地带性景观是一个地区漫长演变过程中逐渐形成的最适状态,生态适宜指数表征了不同景观类型在当地生态系统中的适宜程度,该指数基于不同土地利用类型生态功能及适宜程度,通过打分给出。该指数取值 0—100,值越高说明该种景观类型在当地的生态系统中的适宜性越强,需要说明的是我国西北干旱牧区耕地中包含大量灌溉饲草料地,能够为牲畜提供饲料来源,在一定程度上有利于草地的涵养,因此生态适宜性较高于居工地;林地多为非地带性植被,因而略低于草地,具体打分见表 1。指标值计算根据不同土地利用类型生态适宜性指数在每个子流域面积加权得到。

表 1 不同土地利用类型生态适宜性指数表

Table 1 Index of ecological suitability in each type of landuse

土地利用类型 Land use type	耕地 Farmland	林地 Forest	草地 Grassland	水域 Waters	居工地 Settlements	未利用地 Unutilized land
生态适宜性 Ecological suitability	30	70	90	90	10	80

社会经济发展水平超过当地水资源承载能力造成的“水-草-畜”失衡是导致干旱牧区生态脆弱的重要原因,因此可将水资源开发利用情况作为干旱牧区生态脆弱性程度的表征之一,本文采用水资源利用模数(MWRU_i)来反映每个子流域水资源开发利用水平。计算时先算出每种土地利用类型的水资源利用模数,即用当年灌溉水量除以耕地面积得到耕地类型的水资源利用模数、用当年二三产以及生活用水量之和除以居工地面积得到居工地类型的水资源利用模数,并规定天然状态下的土地利用类型水资源利用模数为 0,最终由每种土地利用类型水资源利用模数在子流域面积加权得到各个子流域当年的水资源利用模数。

至此,本评价体系中所有指标均建立完毕,见表 2。

1.3 评价指标生态脆弱性指数计算方法

为了使每个取不同单位、量级的指标值都能介于[0,1]区间,定义生态脆弱性指数(IEV_i),且规定生态脆弱指数越接近于 0,则该项评价指标所代表的内容生态脆弱性越差,越接近于 1 则越好。评价指标生态脆弱性指数的计算采用线性分段隶属度函数法[17],该方法将指标分为正向指标及逆向指标,正向指标的 IEV_i

随指标值的变大而变大(图 2a、式(4)),逆向指标的 IEV_i 随指标值的减小而变大(图 2b、式(5)),指标节点值 a_i、b_i、c_i、d_i、e_i分别对应 IEV_i 数值的 0.2、0.4、0.6、0.8、1.0。

表 2　评价指标与数据来源表

Table 2　The indexes and data

准则层 Criterion layer	指标层 Index layer	数据来源 Data sources
自然生态系统脆弱性	干旱指数	SWAT 计算结果
Vulnerability of the natural ecosystem	植被盖度/%	遥感数据反演
	土壤容重/(g/cm^3)	FAO 土壤数据
	土壤水蒸散能力	SWAT 计算结果
人类-自然耦合系统脆弱性	均匀度	土地利用数据
Vulnerability of the human-nature	蔓延度	土地利用数据
coupling system	生态适宜性	专家打分
	水资源利用模数/(万 m^3/km^2)	水资源公报等水资源开发利用资料

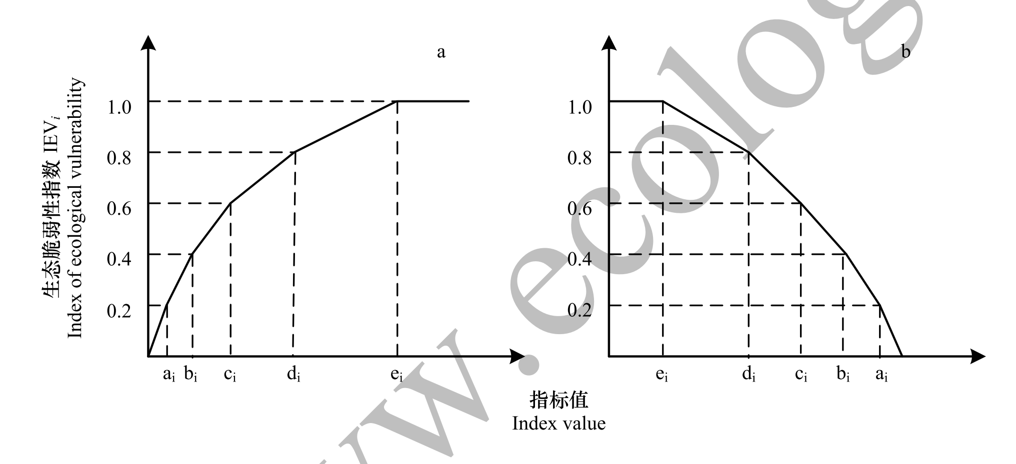


图 2　IEV_i 曲线

Fig.2　The IEV_i curve

$$
IEV_{正向} = \begin{cases} 0.2\dfrac{x_i}{a_i} & x_i \leqslant a_i \\ 0.2 + 0.2\left(\dfrac{x_i - a_i}{b_i - a_i}\right) & a_i < x_i \leqslant b_i \\ 0.4 + 0.2\left(\dfrac{x_i - b_i}{c_i - b_i}\right) & b_i < x_i \leqslant c_i \\ 0.6 + 0.2\left(\dfrac{x_i - c_i}{d_i - c_i}\right) & c_i < x_i \leqslant d_i \\ 0.8 + 0.2\left(\dfrac{x_i - d_i}{e_i - d_i}\right) & d_i < x_i \leqslant e_i \\ 1 & e_i < x_i \end{cases} \tag{4}
$$

$$\mathrm{IEV}_{逆向} = \begin{cases} 1 & x_i \leqslant e_i \\ 0.8 + 0.2\left(\dfrac{e_i - x_i}{e_i - d_i}\right) & e_i < x_i \leqslant d_i \\ 0.6 + 0.2\left(\dfrac{d_i - x_i}{d_i - c_i}\right) & d_i < x_i \leqslant c_i \\ 0.4 + 0.2\left(\dfrac{c_i - x_i}{c_i - b_i}\right) & c_i < x_i \leqslant b_i \\ 0.2 + 0.2\left(\dfrac{b_i - x_i}{b_i - a_i}\right) & b_i < x_i \leqslant a_i \\ 0.2\dfrac{x_i}{a_i} & x_i > a_i \end{cases} \tag{5}$$

1.4 权重的确定及生态脆弱性等级的划分

准则层和指标层权重的确定采用层次分析法(AHP),各指标生态脆弱性指数 IEV_k 乘以权重得到各子流域生态脆弱性综合指数(CIEV_i ,Comprehensive Index of Ecological Vulnerability):

$$\mathrm{CIEV}_i = \sum_{j=1}^{m}\sum_{k=1}^{n} w_j w_k \,\mathrm{IEV}_k \tag{6}$$

式中, w_k 、w_j 分别为指标层和准则层权重, IEV_k 为第 k 个指标生态脆弱性指数。

本评价体系将研究区生态脆弱性划分为不脆弱、轻度脆弱、中度脆弱、重度脆弱、极端脆弱 5 个等级,脆弱性程度依次增强,不同脆弱等级描述见表 3。

表 3 研究区生态脆弱性等级划分表

Table 3 Division of ecological vulnerability level of the research area

脆弱等级 Vulnerability grade	CIEV_i 取值范围 Value range of CIEVi	特征描述 Characterizations
不脆弱 None vulnerability	0.8—1.0	生态环境稳定,景观格局合理,人类干扰程度极低
轻度脆弱 Slight vulnerability	0.6—0.8	生态环境较稳定,景观格局合理,存在轻微人类活动干扰
中度脆弱 Moderate vulnerability	0.4—0.6	生态环境不稳定,人类活动对生态环境存在明显干扰
重度脆弱 Severe vulnerability	0.2—0.4	生态环境受到人类活动的严重干扰,景观格局不合理
极端脆弱 Extreme vulnerability	0—0.2	各种生态环境问题突出,生态环境极端脆弱

CIEV_i:生态脆弱性综合指数 Comprehensive index of ecological vulnerability

2 实例应用

2.1 研究区概况

艾布盖河流域(百灵庙水文站上游)主要位于内蒙古自治区包头市达尔罕茂明安联合旗境内,流域面积 5192 km^2(图 3)。达尔罕茂明安联合旗北接蒙古国,南邻呼和浩特市的武川县、包头市的固阳县,西与巴彦淖尔市的乌拉特中旗相邻,东与乌兰察布市的四子王旗交界,是典型的西北干旱牧区畜牧业旗县。研究区冬季寒冷干燥,春季干旱少雨,多年平均降水量 253.45 mm,多年平均水面蒸发量为 2480.57 mm。20 世纪 90 年代以来,随着经济社会的不断发展,研究区南部农牧交错带农田面积不断扩张,景观破碎化程度进一步加剧,草原牧区生态环境脆弱问题日益凸显(图 4)。

2.2 SWAT 模型水文模拟

使用基于 ArcGIS 9.3 的 SWAT 2009 版本进行模型的构建。SWAT 模型输入数据见表 4,气象水文站分布情况见图 5,空间数据统一使用北京 54 坐标系。通过设定子流域临界集水面积 CSA 对子流域进行划分[18],本例结合需要将 CSA 设定为 20000 hm^2,所得 17 个子流域如图 6 所示。

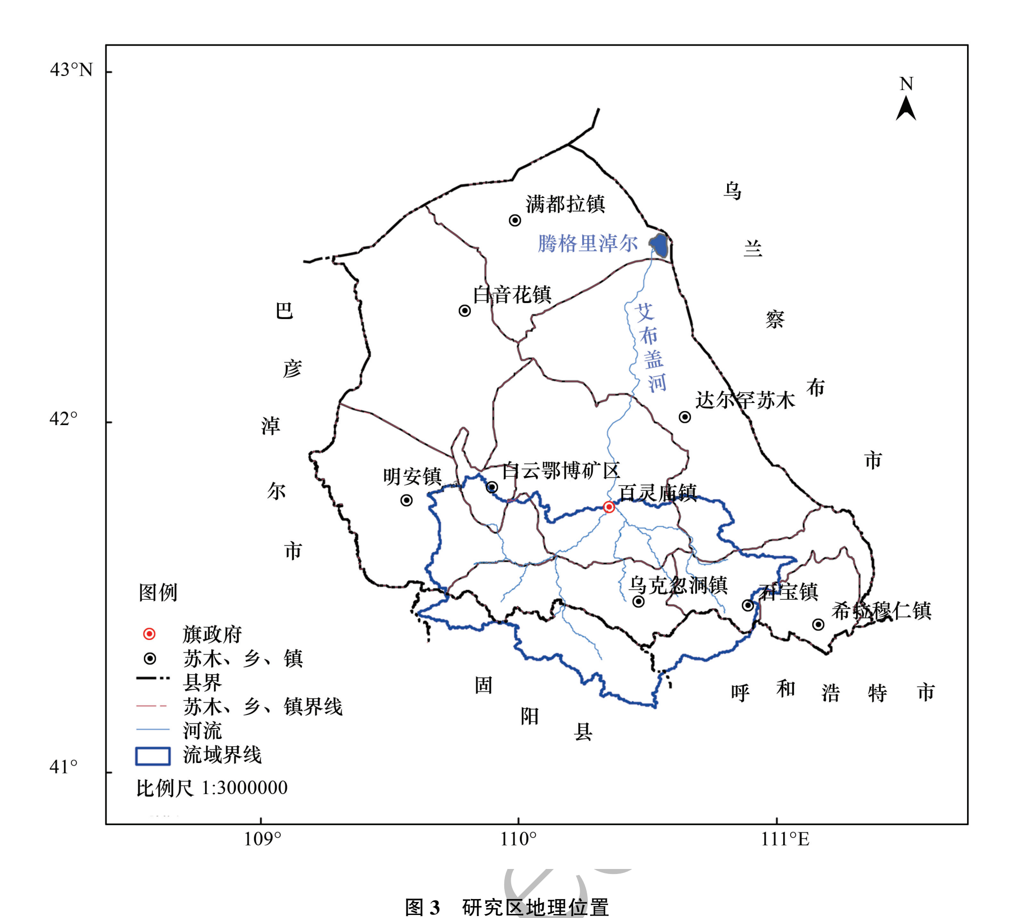


图 3　研究区地理位置

Fig.3　Geographic location of the research area

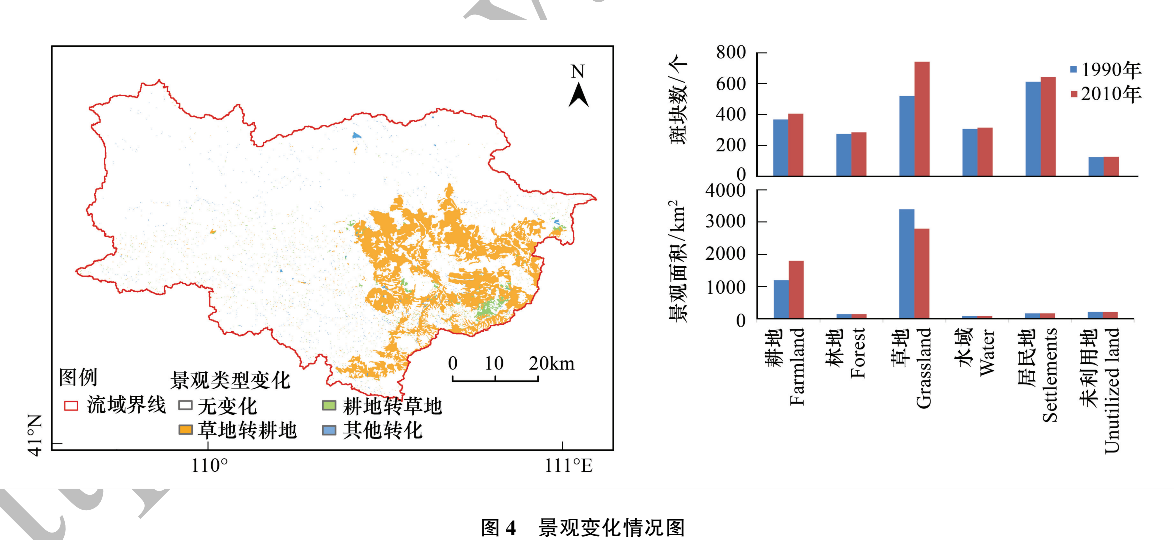


图 4　景观变化情况图

Fig.4　Variation of landscape in the research area

表 4　SWAT 模型所需的数据

Table 4　Data used in SWAT model

数据名称 Data	数据形式 Data type	格式 Format	数据来源 Data sources
地形数据 Topographic data	数字高程(DEM)、水系图	GRID 或.shp file	SRTM90M 数据、全国水系图
土地利用 Land use data	土地利用图	GRID 或.shp file	Landsat TM 遥感影像解译数据
土壤数据 Soil data	土壤图	GRID 或.shp file	FAO 土壤数据
气象数据 Meteorological data	日降雨量、日最高最低气温、日辐射量、相对湿度、风速数据	.dbf 或.txt	气象站实测数据

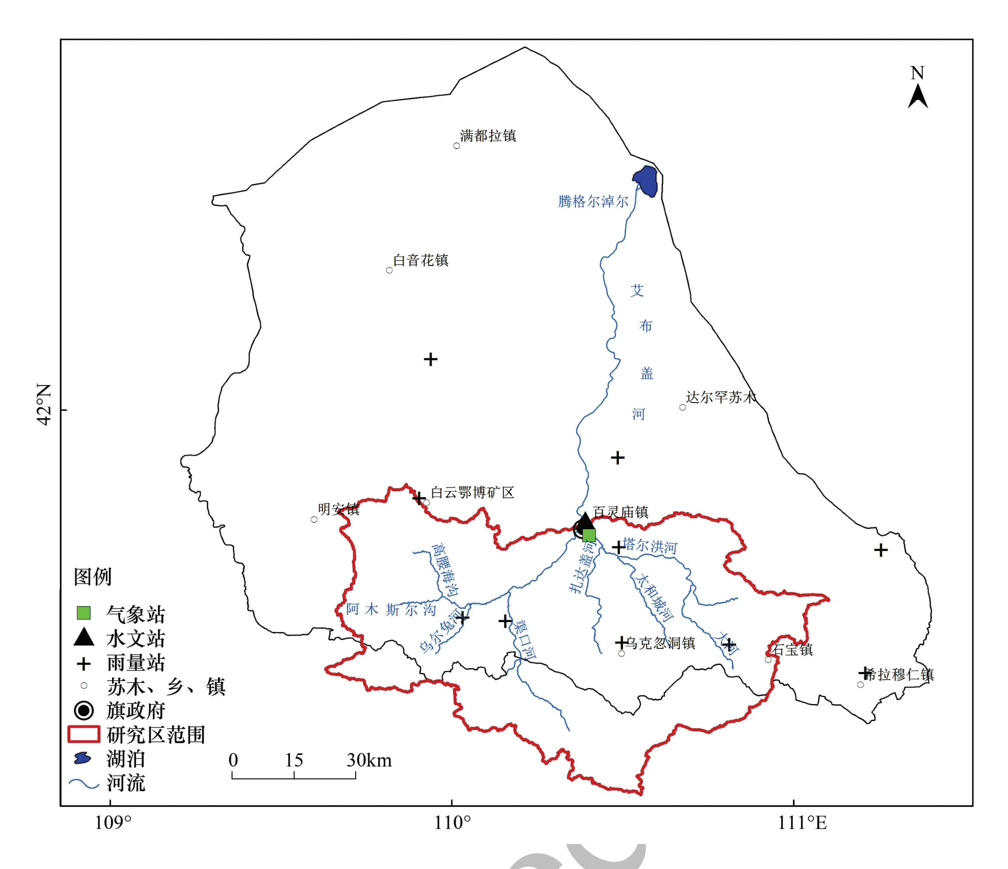


图 5 艾不盖河流气象水文站点分布图

Fig.5 Distribution of weather stations and hydrologic stations in the Aibugai Basin

采用 SWAT-CUP 软件对模型参数的敏感性进行分析,选取 CN2、SOL_AWC、ESCO 等 10 个参数进行调参,采用百灵庙水文测站 1986 年—1997 年实测月径流数据进行模型的率定和验证,将 1986、1987 两年作为模型的预热期;1988 年—1992 年为模型的参数率定期;1993 年—1997 年为模型的验证期。采用相对误差(RE)、相关系数(R^2)和纳什效率系数(E_{NS})判别模型模拟效果,模拟结果见表 5、图 7。

从模拟结果来看,使用 SWAT 模型对干旱地区内陆型流域进行水文模拟,模拟效果能够满足要求,且较好地模拟了径流变化趋势,可被用来进行水文过程模拟及计算。利用率定好的模型对研究区 2010 年土地利用条件下的水文过程进行模拟,以评价土地利用变化对生态系统脆弱性的影响。

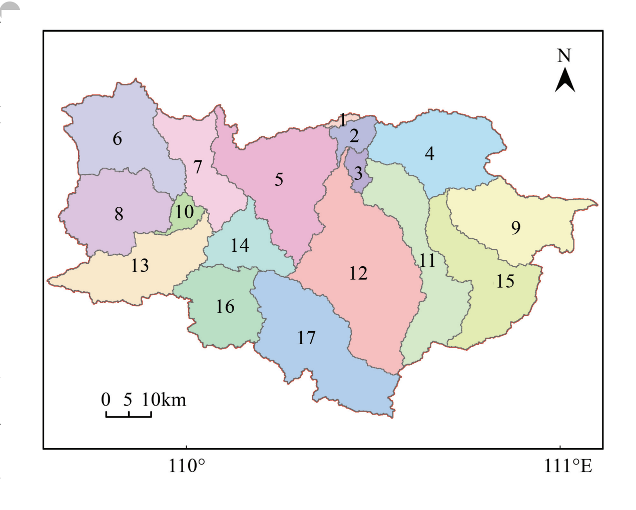


图 6 研究区子流域划分图

Fig.6 Division of the sub-basins in research area

表 5 SWAT 模型径流模拟结果

Table 5 The simulation results of SWAT model

时期 Period	模拟效果(多年平均)Simulation effect(annual average)		
	RE	R^2	E_{NS}
率定期(1988 年—1992 年)Calibration period (1988—1992)	-8.0%	0.76	0.74
验证期(1993 年—1997 年)Validation period (1993—1997)	6.1%	0.69	0.63

RE: 相对误差 Relative error; R^2: 相关系数 Correlation coefficient; E_{NS}: 纳什效率系数 Nash coefficient

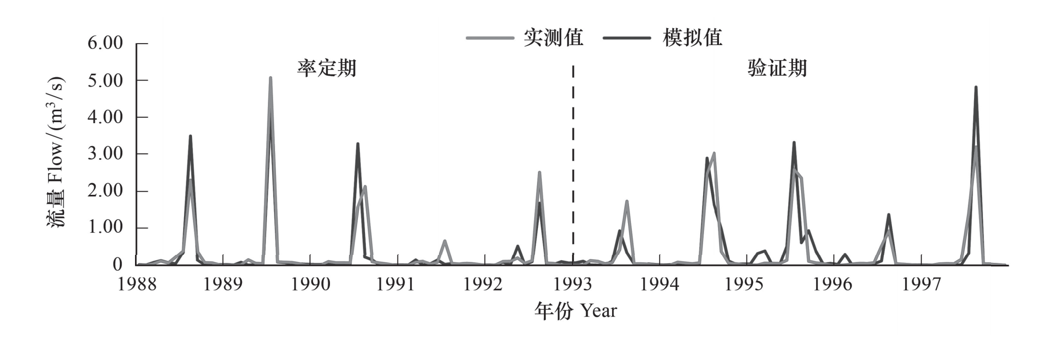


图 7　SWAT 模型模拟值与实测值对比

Fig.7　Contrast of the simulation in SWAT and the measured data

2.3　艾布盖河流域生态脆弱性评价

采用本文构建的干旱牧区生态脆弱性评价体系对艾布盖河流域 1990 年、2010 年生态脆弱性进行评价。

参考类比全国、各省区(市、县)尤其是西北干旱、半干旱地区同类情况并结合当地实际设置各指标节点值见表 6。

表 6　评价指标节点值

Table 6　The node value of each evaluating index

指标名称 Index	差(0.2) Bad(0.2)	较差(0.4) Worse(0.4)	中等(0.6) Moderate(0.6)	较优(0.8) Better(0.8)	优(1.0) Good(1.0)	指标方向 Index direction
干旱指数 Drought index	10	8	5	4	3	逆向
植被盖度 Coverage/%	10	20	30	40	50	正向
土壤容重/(g/cm^3) Bulk density of soil	1.6	1.5	1.4	1.3	1.2	逆向
土壤水蒸散能力 Potential evapotranspiration of soil water	0.3	0.45	0.6	0.8	1	正向
均匀度 Evenness index	1	0.8	0.6	0.4	0.2	逆向
蔓延度 Contagion index	40	50	60	70	80	正向
生态适宜性 Ecological suitability	40	50	60	70	80	正向
水资源利用模数/(万 m^3/km^2) Water utilization modulus	4	3	2	1	0.5	逆向

由层次分析法(AHP)计算各层权重,突出人类活动对生态环境的影响,采用随机一致性比率 *CR* 进行一致性检验,各权重矩阵 *CR* 均等于 0,指标权重具有可接受的不一致性,表 7。

表 7　评价指标最终权重表

Table 7　The final weights of evaluating indexes

目标层 Target layer	准则层 Criterion layer	指标层 Index layer	最终权重 Final weight
研究区生态脆弱性 Ecological vulnerability of research area	自然生态系统脆弱性　0.4	干旱指数 0.286	0.114
		植被盖度 0.286	0.114
		土壤容重 0.143	0.057
		土壤水蒸散能力 0.286	0.114
	人类-自然耦合系统脆弱性　0.6	均匀度 0.167	0.100
		蔓延度 0.167	0.100
		生态适宜性 0.333	0.200
		水资源利用模数 0.333	0.200

2.4　评价结果

研究区 20 年间生态脆弱程度下降明显,各子流域生态脆弱性综合指数均出现不同程度下降,其中 9、10、

11、12、15 子流域由 1990 年的不脆弱、轻度脆弱发展为 2010 年的中度脆弱,16、17 子流域由 1990 年的中度脆弱发展为 2010 年的重度脆弱(图 8)。20 年间,研究区整体生态脆弱综合指数由 1990 年的 0.70 下降到 2010 年的 0.59(图 9),生态脆弱等级由轻度脆弱变为中度脆弱。

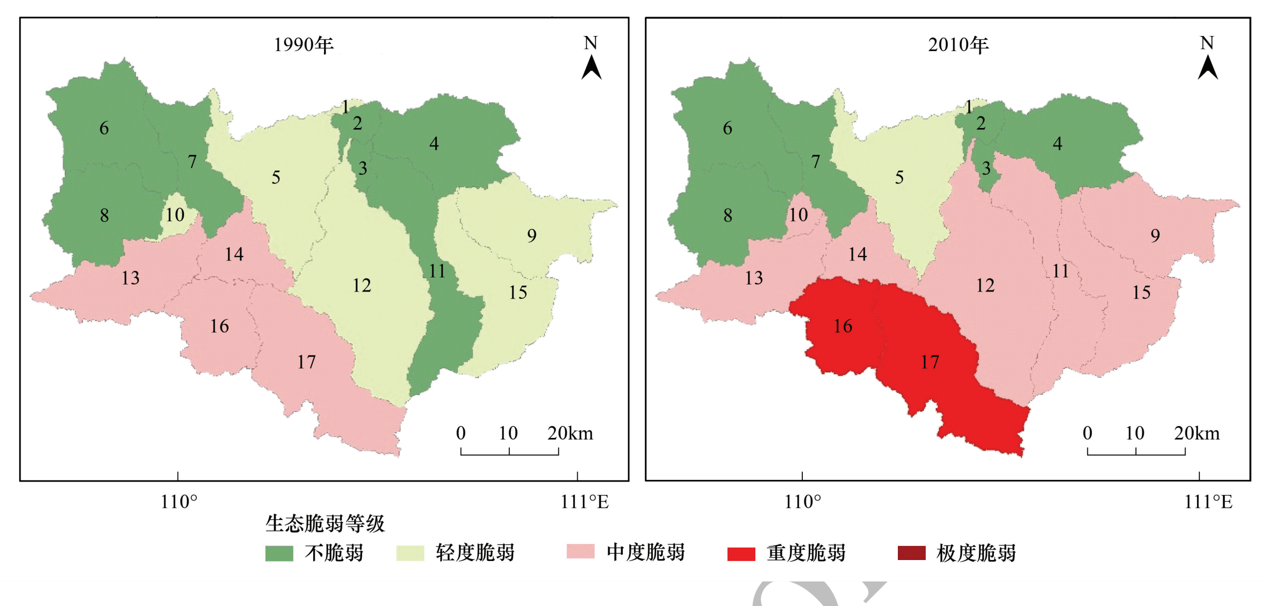


图 8 各子流域生态脆弱等级图

Fig.8 Ecological vulnerability level of each sub-basin

3 分析与讨论

3.1 研究区生态脆弱性分析

从各子流域生态脆弱等级的变化趋势来看,研究区北部及西部生态稳定性保持较好,而生态脆弱等级下降主要发生在研究区东南部。究其原因,20 世纪 90 年代初,研究区内的农田主要分布在南部,随着粮食需求的不断加大,农业区逐渐向北扩张,2000 开始,研究区逐步实施禁牧、轮牧政策,研究区北部的草地得到了有效保护的同时,为了支撑不断增大的牲畜需求,包括灌溉饲草料地在内的耕地面积进一步向北扩张,草地被侵占及农田灌溉造成的地下水过度开发利用是研究区南部生态脆弱性加剧的主要原因。从研究区各评价指标的变化情况可以看出,干旱牧区草地资源的退化及减少造成的生态适宜性下降,以及耕地面积扩大带来的水资源过度开发同时利用效率低下是造成研究区整体脆弱等级下降的重要原因。此外,从景观格局来看,研究区景观连通性有所下降,破碎化程度进一步加剧,反映出人类活动对自然景观的不断割裂。

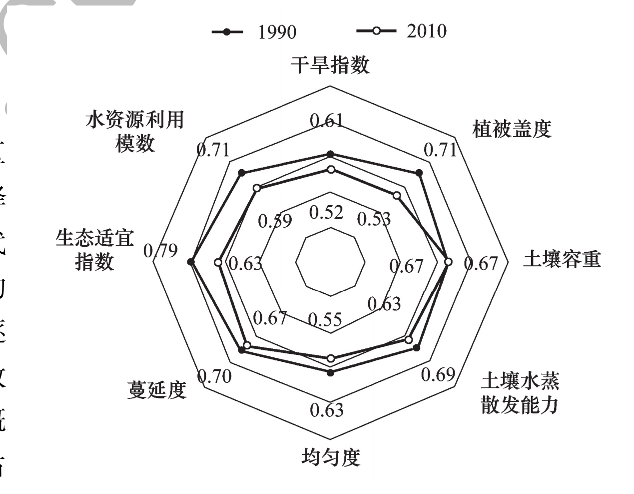


图 9 研究区各指标生态脆弱性指数

Fig.9 Variation of ecological vulnerability index

3.2 评价体系适用性分析

本文针对干旱牧区生态脆弱特点,从气候、土壤、植被、景观格局、生态稳定性、水源开发利用等方面入手,以 GIS 为平台,建立了一种基于 SWAT 模型子流域划分的干旱牧区生态脆弱性评价体系,对艾布盖河流域 1990 年、2010 年生态脆弱性进行了评价。我国西北干旱牧区地广人稀,生态结构相对简单,各类测站与统计资料支撑有限,本评价体系紧紧围绕干旱牧区"水-草-畜"关系设置评价指标,将观测数据与水文模型模拟相

结合,统计数据与空间地类相联系,点面结合,能够较好的反映出研究区 20 年间生态脆弱程度变化趋势及主要问题。

参考文献(References):

[1] 王浩, 严登华, 贾仰文, 胡东来, 王凌河. 现代水文水资源学科体系及研究前沿和热点问题. 水科学进展, 2010, 21(4): 479-489.

[2] 徐广才, 康慕谊, 贺丽娜, 李亚飞, 陈雅如. 生态脆弱性及其研究进展. 生态学报, 2009, 29(5): 2578-2588.

[3] Watson J E M, Iwamura T, Butt N. Mapping vulnerability and conservation adaptation strategies under climate change. Nature Climate Change, 2013, 3(11): 989-994.

[4] 牛文元. 生态环境脆弱带 ECOTONE 的基础判定. 生态学报, 1989, 9(2): 97-105.

[5] 杨明德. 论喀斯特环境的脆弱性. 云南地理环境研究, 1990, 2(1): 21-29.

[6] 罗承平, 薛纪瑜. 中国北方农牧交错带生态环境脆弱性及其成因分析. 干旱区资源与环境, 1995, 9(1): 1-7.

[7] 田亚平, 刘沛林, 郑文武. 南方丘陵区的生态脆弱度评估——以衡阳盆地为例. 地理研究, 2005, 24(6): 843-852.

[8] 于伯华, 吕昌河. 青藏高原高寒区生态脆弱性评价. 地理研究, 2011, 30(12): 2289-2295.

[9] 田亚平, 常昊. 中国生态脆弱性研究进展的文献计量分析. 地理学报, 2012, 67(11): 1515-1525.

[10] Feng Q, Ma H, Jiang X M, Wang X, Cao S X. What has caused desertification in China?. Scientific Reports, 2015, 5: 15998.

[11] 王中根, 刘昌明, 黄友波. SWAT 模型的原理、结构及应用研究. 地理科学进展, 2003, 22(1): 79-86.

[12] Neitsch S L, Arnold J G, Kiniry J R, Williams J R, King K W. Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2000. Texas: Texas Water Resources Institute, College Station, 2002.

[13] Vereecken H, Huisman J A, Hendricks Franssen H J, Brüggemann N, Bogena H R, Kollet S, Javaux M, van der Kruk J, Vanderborght J. Soil hydrology: Recent methodological advances, challenges, and perspectives. Water Resources Research, 2015, 51(4): 2616-2633.

[14] Romano E, Giudici M. On the use of meteorological data to assess the evaporation from a bare soil. Journal of Hydrology, 2009, 372(1/4): 30-40.

[15] 王芳, 梁瑞驹, 杨小柳, 陈敏建. 中国西北地区生态需水研究(1)——干旱半干旱地区生态需水理论分析. 自然资源学报, 2002, 17(1): 1-8.

[16] 李秀珍, 布仁仓, 常禹, 胡远满, 问青春, 王绪高, 徐崇刚, 李月辉, 贺红仕. 景观格局指标对不同景观格局的反应. 生态学报, 2004, 24(1): 123-134.

[17] 宋一凡, 郭中小, 徐晓民, 李占河. 二连浩特市水资源与经济社会和谐度评价. 水文, 2016, 36(1): 66-70.

[18] 张雪松, 郝芳华, 程红光, 杨志峰. 亚流域划分对分布式水文模型模拟结果的影响. 水利学报, 2004, 35(7): 119-123.